

Известия Гомельского государственного университета  
имени Ф. Скорины, № 3 (96), 2016

УДК 577.391:517.4; 615.9:533.16

## Аспекты поступления $^{137}\text{Cs}$ и $^{90}\text{Sr}$ в доминирующие виды высших водных растений водоемов различного типа зоны отчуждения ЧАЭС

С.А. КАЛИНИЧЕНКО

Представлены результаты многолетних исследований накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  высшей водной растительностью на территории зоны отчуждения ЧАЭС. Проанализированы уровни содержания радионуклидов и установлены особенности их поведения в донных отложениях и гидрофитах водоемов различных типов, определены коэффициенты концентрирования ( $K_k$ ) и  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  отношение, установлены видовые особенности накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , рассмотрены процессы сезонной и многолетней динамики. Отмечены существенные различия в накоплении радионуклидов высшими гидрофитами разных экологических групп.

**Ключевые слова:** высшая водная растительность, донные отложения, радионуклиды ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ).

The results of perennial researches of accumulation  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  by the highest aquatic vegetation of Chernobyl NPP exclusion zone are presented. Levels of the accumulation of radionuclides are analysed and features of their behavior in bottom sediments and hydrophytes of waterbodies of various type are positioned, concentrating factor ( $F_c$ ) and  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  ratio are defined, specific features in accumulation  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$ , processes of seasonal and perennial dynamics are considered. Considerable distinctions in accumulation of radionuclides by the highest hydrophytes of different ecological groups are noted.

**Keywords:** highest aquatic vegetation, bottom sediments, radionuclides ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ).

**Введение.** В последнее десятилетие в почвах зоны отчуждения отмечена тенденция увеличения выхода мобильных форм радионуклидов, которые с поверхностным стоком поступают в гидрологическую сеть или локализируются в бессточных замкнутых водных системах, где быстро включаются в биотический круговорот. Таким образом, загрязненные территории можно рассматривать как открытые источники поступления радиоактивности в водные объекты, формирующие хроническое воздействие ионизирующего излучения на представителей биоты, в частности на представителей водных экосистем [1]–[4].

Многофакторность процессов происходящих в пресноводных экосистемах отражается на интенсивности накопления радионуклидов различными систематическими группами гидробионтов, что создает условия постоянного радиационного пресса и, соответственно, способствует развитию радиобиологических и генетических эффектов. Наблюдение за динамикой накопления радионуклидов позволит оценить степень такого влияния и последствия для каждой группы пресноводных организмов.

Оценка динамических процессов перераспределения радионуклидов, происходящих в водных биоценозах сопряжена с рядом сложностей, связанных со значительными колебаниями гомеостаза экосистемы и особенностями биологии водных организмов. При попадании в водные биоценозы радионуклиды неравномерно накапливаются отдельными компонентами экосистем, при этом особенности распределения их по компонентам обусловлены характеристиками конкретного водоема [5].

Концентрация радиоактивных элементов в гидробионтах, как правило, значительно выше, чем в воде. Способность радионуклидов избирательно накапливаться в различных компонентах водных экосистем приводит к тому, что даже при полной пригодности воды для питья содержание их в гидробионтах может быть в тысячи раз выше [6]. При этом часто высшие водные растения (ВВР) являются доминирующим по биомассе объектом экосистемы, способным активно аккумулировать радионуклиды, играя важную роль в процессах их перераспределения по компонентам водоема [7].

Параметры миграции радионуклидов чернобыльского происхождения и величины их накопления ВВР могут варьировать в широких пределах. В связи с разнообразием занимаемых экологических ниш и существенными различиями в условиях питания, высшие гидрофиты даже в пределах своей группы обладают высокой видоспецифичностью и избирательностью в накоплении радионуклидов.

**Материалы и методы исследований.** Исследования были проведены на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника в 2008–2015 гг. В качестве

модельных водоемов были использованы: пойменное озеро Персток, старица р. Припять и русло Погонянского канала в районе н.п. Борщевка. Все экосистемы расположены в южной части заповедника вблизи белорусско-украинской границы на расстоянии 10–13 км от ЧАЭС.

Объектом исследования служили водные макрофиты принадлежащие к 4 экологическим группам в зависимости от места их произрастания: I – плавающие по поверхности водоема, не укореняющиеся; II – укорененные, с плавающими на поверхности листьями; III – укорененные, погруженные в толщу воды; IV – укорененные, с надводными листьями. Были проанализированы 10 видов доминирующих гидрофитов, произрастающих на оз. Персток (по 3 вида включала I и IV группы, по 2 – II и III группы), 5 видов, произрастающих на старице р. Припять (2 вида включала IV группа и 3 – II группа) и 8 видов, произрастающих на Погонянском канале (1 вид I группы, 3 – включала IV и по 2 – II и III группы). Сроки вегетации исследуемых видов ВВР в течение всего периода наблюдений практически не отличались [8], [9] от установленных норм, характерных для юга республики.

Отбор сопряженных проб в 3-кратной повторности для каждого вида проводили в течение вегетационного периода с мая по сентябрь с определением сырого веса. Для анализа отбирали, в зависимости от вида, либо растение полностью (наземная часть и корни), либо только наземная часть, если корни не доступны и ополаскивали от остатков донного грунта и ила. Растительные образцы измельчали до кусочков 1–2 см и помещали в полиэтиленовые пакеты. Отбор проб донного грунта проводили пробоотборником цилиндрической формы диаметром 7 см и помещали в пластиковые бутылки, как и пробы воды.

В лабораторных условиях растительные пробы и донный грунт высушивали до воздушно-сухого состояния при  $t = 20\text{--}25^\circ\text{C}$  и помещали в измерительные сосуды для последующего определения удельной активности ( $A_{\text{уд.}}$ ) радионуклидов. Для определения  $^{137}\text{Cs}$  был использован гамма-спектрометр Canberra (Canberra Industries, Inc., США) с многоканальным анализатором DSA 1000 и детектором из особо чистого германия с композитным углеродным окном, размещенный в свинцовом защитном блоке (модель 747E). Определение  $^{90}\text{Sr}$  проводили инструментальным методом на  $\gamma$ - $\beta$ -спектрометре «МКС-АТ 1315» (Атомтех, Беларусь). Для регистрации гамма-излучения применялся блок детектирования на основе сцинтилляционного кристалла NaI (Tl) цилиндрической формы диаметром и высотой, равными 63 мм, для регистрации бета-излучения использовался органический сцинтиллятор на основе полистирола, активированного паратерфинилом, диаметром 128 мм и высотой 9 мм. Концентрацию  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растениях рассчитывали в Бк/кг сухой массы, ошибка измерений находилась в пределах 20 %. В воде определяли содержание  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и pH.

При анализе видовых особенностей накопления радионуклидов ВВР был рассчитан коэффициент концентрирования ( $K_k$ ), как отношение удельной активности радионуклида в растении к удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях ( $K_k = A_{\text{уд. раст.}} / A_{\text{уд. дон.}}$ ).

Для оценки видоспецифичности поступления радионуклидов в ВВР было использовано  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  отношение, рассчитываемое как отношение  $A_{\text{уд.}}^{90}\text{Sr}$  к  $A_{\text{уд.}}^{137}\text{Cs}$  в исследуемом растении. При биометрической обработке результатов проводилось определение статистических показателей общепринятыми методами [10] с использованием компьютерной обработки данных.

**Результаты исследований.** Накопление радионуклидов водными растениями зависит от нескольких факторов: степени загрязнения водоема (в первую очередь донных отложений), поглотительной способности видов, времени года, условий произрастания.

На основании многолетних наблюдений и анализа содержания долгоживущих радионуклидов в различных видах водных макрофитов нами были выявлены значительные отличия в накоплении  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  биомассой растений (таблица 1).

Таблица 1 – Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в доминирующих видах ВВР, кБк/кг

Вид растения	Объем выборки (n)	<sup>137</sup> Cs		<sup>90</sup> Sr	
		$X \pm S_{\bar{x}}$	Дов. интервал ( $p < 0,001$ )	$X \pm S_{\bar{x}}$	Дов. интервал ( $p < 0,001$ )
		$x_{min.} - x_{max.} (n)$	Cs (<3-5%)*	$x_{min.} - x_{max.}$	Cs (<3-5%)*
оз. Персток					
Многокоренник обыкновенный ( <i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid)	32	<u>4.94±0.06</u> 4.49-5.33	<u>4.74-5.15</u> 1.25	<u>18.88±0.89</u> 13.20-25.47	<u>15.95-21.81</u> 4.72

Окончание таблицы 1

Водокрас обыкновенный ( <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.)	31	$11,82 \pm 0,33$ 8,71-13,62	$10,74-12,90$ 2,48	$24,58 \pm 1,05$ 17,20-36,85	$21,11-28,05$ 4,29
Сальвиния плавающая ( <i>Salvinia natans</i> L.)	16	$6,05 \pm 0,80$ 2,44-9,95	$3,43-8,66$ 13,17	$18,06 \pm 0,88$ 13,42-21,57	$15,18-20,95$ 4,85
Кубышка желтая ( <i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith)	39	$5,62 \pm 0,24$ 4,04-8,27	$4,82-6,41$ 4,30	$15,79 \pm 0,30$ 12,23-17,86	$14,80-16,77$ 1,90
Водяной орех плавающий, чилим ( <i>Trapa natans</i> L.)	21	$7,88 \pm 0,48$ 5,02-10,35	$6,30-9,46$ 6,09	$16,53 \pm 1,22$ 10,25-21,51	$12,50-20,55$ 7,41
Уруть колосистая ( <i>Myriophyllum spicatum</i> L.)	40	$6,39 \pm 0,34$ 4,42-11,28	$5,26-7,52$ 5,38	$19,46 \pm 0,63$ 12,34-25,43	$17,39-21,53$ 3,24
Телорез алоэвидный ( <i>Stratiotes aloides</i> L.)	41	$5,35 \pm 0,35$ 3,35-9,50	$4,20-6,50$ 6,53	$25,85 \pm 0,58$ 18,33-30,87	$23,93-27,78$ 2,26
Тростник обыкновенный ( <i>Phragmites australis</i> Cav.)	46	$2,20 \pm 0,11$ 0,59-2,89	$1,85-2,56$ 4,92	$1,47 \pm 0,12$ 0,62-2,81	$1,08-1,85$ 8,02
Аир болотный, обыкновенный ( <i>Acorus calamus</i> L.)	48	$0,85 \pm 0,13$ 0,28-2,96	$0,42-1,27$ 15,31	$5,09 \pm 0,15$ 3,56-6,91	$4,58-5,60$ 3,04
Рогоз узколистный ( <i>Typha angustifolia</i> L.)	55	$0,63 \pm 0,06$ 0,16-1,42	$0,44-0,83$ 9,44	$4,52 \pm 0,19$ 2,79-6,62	$3,91-5,13$ 4,11
старница р. Припять					
Кубышка желтая ( <i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith)	27	$0,85 \pm 0,03$ 0,68-1,18	$0,75-0,96$ 3,74	$0,28 \pm 0,01$ 0,21-0,33	$0,24-0,31$ 3,35
Водяной орех плавающий, чилим ( <i>Trapa natans</i> L.)	3	$0,53 \pm 0,23$ 0,14-0,92	$0-1,27$ 42,22	$0,19 \pm 0,07$ 0,08-0,30	$0-0,40$ 35,14
Кувшинка белая ( <i>Nymphaea alba</i> L.)	2	$2,28 \pm 0,15$ 2,13-2,42	$1,80-2,75$ 6,37	$0,38 \pm 0,02$ 0,36-0,39	$0,33-0,42$ 4,0
Тростник обыкновенный ( <i>Phragmites australis</i> Cav.)	23	$0,12 \pm 0,01$ 0,09-0,15	$0,10-0,13$ 4,06	$0,45 \pm 0,02$ 0,25-0,61	$0,37-0,52$ 5,08
Осока острая ( <i>Carex acuta</i> L.)	22	$0,76 \pm 0,11$ 0,22-1,25	$0,40-1,13$ 14,45	$0,10 \pm 0,004$ 0,09-0,12	$0,09-0,11$ 3,69
русло канала «Погонянский»					
Водокрас обыкновенный ( <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.)	3	$11,92 \pm 0,35$ 11,49-12,35	$10,76-13,08$ 2,95	$3,83 \pm 0,06$ 3,76-3,90	$3,64-4,02$ 1,49
Кувшинка белая ( <i>Nymphaea alba</i> L.)	10	$5,40 \pm 0,30$ 4,29-7,13	$10,76-13,08$ 2,95	$0,35 \pm 0,02$ 0,29-0,45	$0,29-0,41$ 5,40
Рдест плавающий ( <i>Potamogeton natans</i> L.)	2	$1,89 \pm 0,04$ 1,84-1,94	$1,73-2,05$ 2,65	$1,47 \pm 0,09$ 1,36-1,58	$1,11-1,83$ 7,48
Уруть колосистая ( <i>Myriophyllum spicatum</i> L.)	2	$7,43 \pm 0,11$ 7,29-7,57	$6,97-7,89$ 1,88	$2,21 \pm 0,08$ 2,11-2,30	$1,89-2,52$ 4,31
Телорез алоэвидный ( <i>Stratiotes aloides</i> L.)	2	$1,46 \pm 0,04$ 1,41-1,51	$1,30-1,62$ 3,42	$3,22 \pm 0,07$ 3,13-3,31	$2,92-3,52$ 2,80
Тростник обыкновенный ( <i>Phragmites australis</i> Cav.)	13	$1,05 \pm 0,22$ 0,57-2,55	$0,33-1,77$ 20,73	$0,87 \pm 0,10$ 0,62-1,66	$0,55-1,18$ 11,05
Осока береговая ( <i>Carex riparia</i> Curt.)	9	$1,69 \pm 0,54$ 0,19-4,01	$0-3,48$ 32,31	$0,94 \pm 0,41$ 0,20-2,36	$0-2,29$ 43,88
Рогоз узколистный ( <i>Typha angustifolia</i> L.)	13	$0,10 \pm 0,01$ 0,08-0,11	$0,08-0,11$ 6,19	$2,86 \pm 0,20$ 2,35-3,37	$2,20-3,52$ 6,99

Примечание: \* – показатель точности определения выборочной средней

Как видно из представленных данных, наименьшими абсолютными значениями содержания радионуклидов обладали растения старицы реки, что связано с более низкими уровнями загрязнения донных отложений и промывным характером акватории.

Данные исследования позволили выделить виды концентраторы и антагонисты исследуемых радионуклидов. Так наиболее высокие абсолютные величины содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в течение всего периода наших наблюдений на оз. Персток были характерны для водокраса обыкновенного ( $^{137}\text{Cs}$  – 13,6 кБк/кг;  $^{90}\text{Sr}$  – 36,9 кБк/кг) и многокоренника (в отношении  $^{90}\text{Sr}$ ), принадлежащих к I экологической группе. Растения IV группы отличились наименьшими значениями: в отношении  $^{137}\text{Cs}$  – рогоз (0,16 кБк/кг),  $^{90}\text{Sr}$  – тростник (0,62 кБк/кг). В разные периоды высокую степень накопления показали погруженные в толщу воды растения III экологической группы (уруть, телорез) и водяной орех II группы.

Полученные результаты значений средних величин, как видно из представленных данных, не всегда репрезентативно отражают представленные выборки. Это связано со значительной внутривидовой вариабельностью накопления радионуклидов гидрофитами. Также существенно варьировало и максимальное содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в вегетационные периоды разных лет в зависимости от экологической группы. Это подтверждается высокими значениями стандартного отклонения и коэффициента вариации. В качестве примера приводятся данные, полученные на оз. Персток в 2009 году, когда данному вопросу уделялось наибольшее внимание, и спектр исследуемых видов ВВР был максимальным (таблица 2).

Таблица 2 – Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в различных группах ВВР оз. Персток (сезон 2009 г.), кБк/кг

Параметры	Экологические группы							
	I		II		III		IV	
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Среднее за сезон ( $\bar{x}$ ), кБк/кг	8,7	25,3	6,2	17,3	12,9	28,8	1,2	4,4
Стандартное отклонение ( $\sigma$ ), ±	3,8	9,8	2,4	5,5	11,0	6,0	2,1	2,6
Коэффициент вариации (V), %	44,0	38,6	39,4	31,7	85,0	20,9	172,4	60,3

Анализ содержания  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях трех различных водоемов ближней зоны показал достоверно ( $p < 0,001$ ) более высокие значения уровней удельной активности цезия в каждом из них. Однако среднее содержание  $^{137}\text{Cs}$  в группе доминирующих видов ВВР из оз. Персток было в 2 раза ниже по сравнению со  $^{90}\text{Sr}$  (рисунок 1).

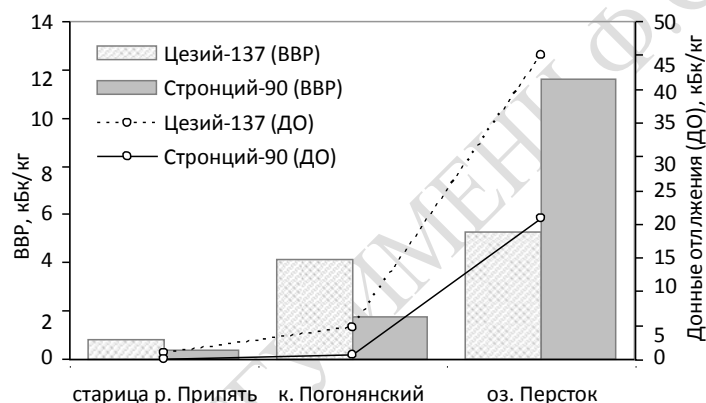


Рисунок 1 – Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях и ВВР (сезон 2010 г.), кБк/кг

В воде оз. Персток отмечено и более низкое значение pH. Данная зависимость естественно связана рядом факторов с другими компонентами водоема, что не может не отражаться на перераспределении радионуклидов внутри гидробиоценоза. Для замкнутых водоемов, экосистема которых подвержена так называемому старению (заболачиванию), интенсивность освещения и pH среды могут являться немаловажными факторами поведения техногенных элементов.

Проанализировав, полученные за несколько лет сопряженные данные уровней удельной активности и pH воды трех модельных водоемов ближней зоны ЧАЭС, наблюдаем характерную тенденцию увеличения содержания  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  в воде при снижении водородного показателя (рисунок 2).

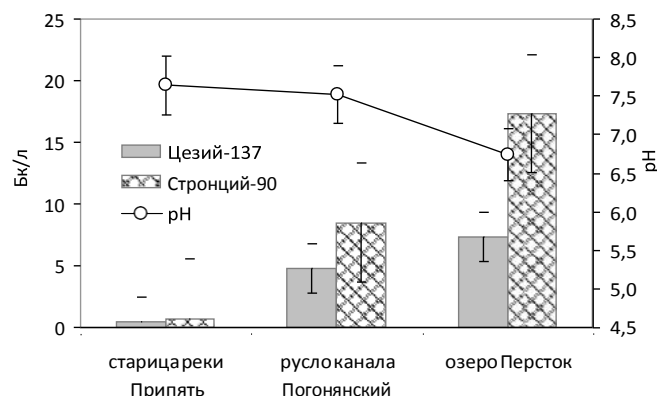


Рисунок 2 – Зависимость содержание радионуклидов в воде (Бк/л) от pH (средние за весь период наблюдений)

Постепенные процессы эвтрофикации вызывают повышение количества гуминовых и фульвокислот, что ведет к снижению pH среды, усилению десорбции радионуклидов и переход их в растворенное состояние, меняя химические свойства, что в особенности касается  $^{90}\text{Sr}$ . Если стронций является активным элементом и образует ряд растворимых в воде соединений, то одновалентный цезий, входя в состав двойных и комплексных соединений, способен прочно закрепляться в глинистых минералах, откуда плохо поступает в корни растений. По данным Ф.Я. Ровинского, отношение подвижности  $^{90}\text{Sr}$  к  $^{137}\text{Cs}$  для непроточных водоемов составляет 1:0,12 [11]. Компоненты речных экосистем характеризовались наиболее низким содержанием радионуклидов, что связано с процессами естественного самоочищения донных отложений. За годы, прошедшие с момента аварии, донные отложения данных водоемов перестали играть существенную роль вторичного источника загрязнения водных масс и биоты. Особое значение здесь имеют паводки и периоды весенних половодий. В настоящее время основное поступление радионуклидов в речные системы происходит в результате смыва с водосборных территорий и притока из более загрязненных водных объектов.

Необходимо отметить, что на формирование уровней накопления радионуклидов гидробионтами в замкнутых водоемах, в отличие от речных систем, влияет также и процесс увеличения части радионуклидов, которая задерживается в экосистеме и депонируется в донных отложениях, что приводит к цикличности и вторичному загрязнению водных масс и увеличению удельной активности радионуклида в компонентах водного биоценоза.

При оценке сезонной динамики изменения удельной активности в высшей водной растительности была отмечена тенденция увеличения содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  к окончанию вегетационного периода в I – III экологических группах и снижение к началу периода увядания (сентябрь). В отношении IV группы характерна обратная динамика. Темпы поступления  $^{90}\text{Sr}$  в высшие водные растения, как правило, выше, чем  $^{137}\text{Cs}$  по сравнению с периодом начала роста. Тенденция увеличения содержания радионуклидов в ВВР в течение сезона связана с высокой меристематической активностью тканей растений в летний вегетационный период. Когда физиологические процессы замедляются, уменьшается и осмотический ток минеральных веществ, в том числе и поступление их радиоактивных аналогов, в ткани вегетирующих растений (рисунок 3).

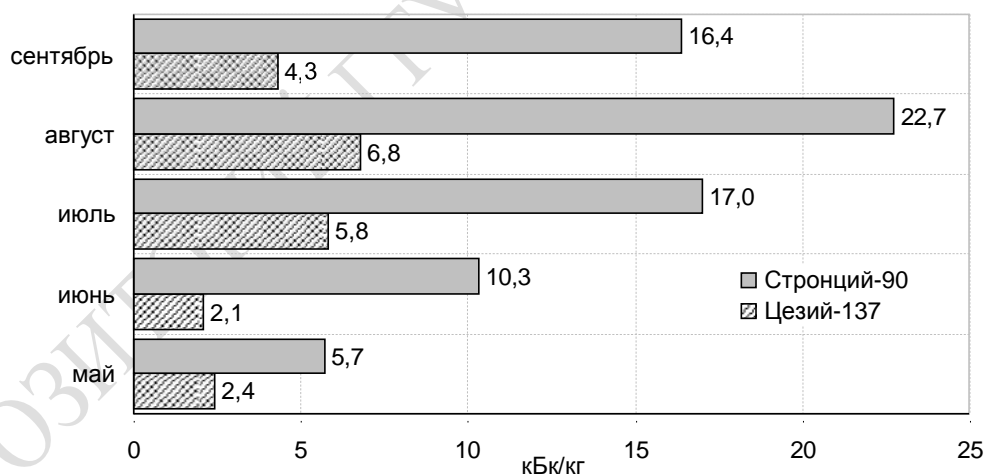


Рисунок 3 – Динамика среднемесячной  $A_{уд}$  радионуклидов в ВВР оз. Персток (сезон 2009 г.), кБк/кг

Мониторинг сезонной динамики накопления радионуклидов ВВР проводился с 2009 по 2015 гг. и полученная зависимость оказалась характерной для замкнутой озерной экосистемы на протяжении ряда лет. Анализ показал, что отклонения от полученной картины являются несущественными, так как перекрываются внутривидовыми колебаниями изменения содержания радионуклидов в гидрофитах.

На основании многолетних исследований, были установлены  $K_k$   $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  доминирующими видами ВВР для замкнутой экосистемы пойменного озера, что позволяет объективно оценить индивидуальные видовые особенности накопления радионуклидов (рисунок 4).

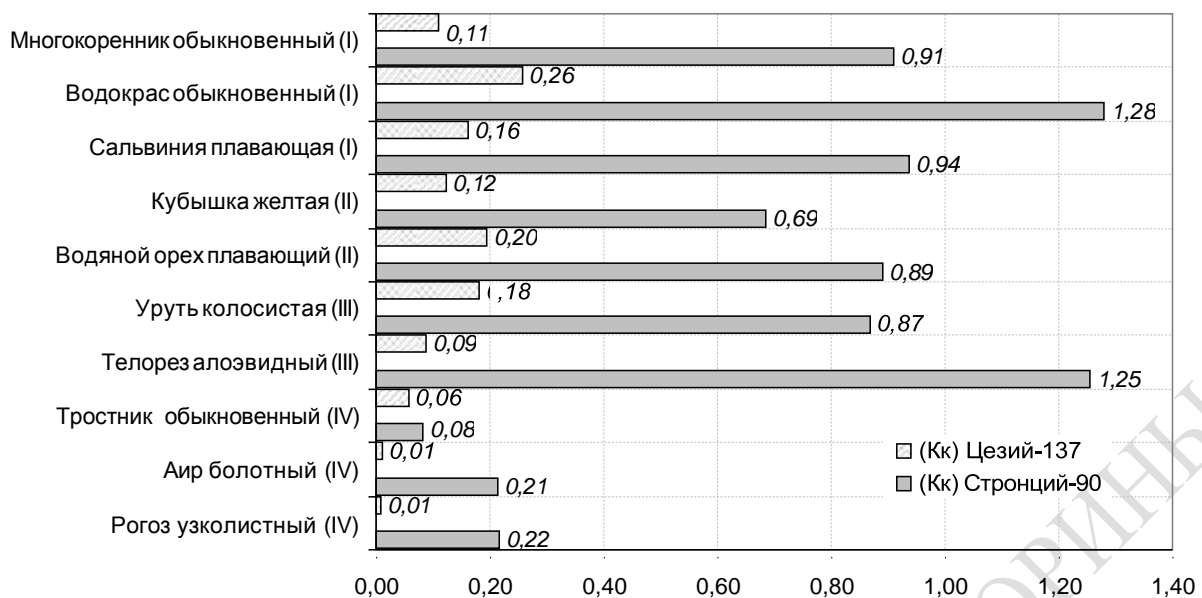


Рисунок 4 –  $K_k$   $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для ВВР оз. Персток (средние за весь период наблюдений)

Необходимо также отметить, что сравнительный анализ  $K_k$   $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  доминирующими видами ВВР указывает на обратную зависимость их от степени загрязнения донных отложений.

Поведение радионуклидов в различных типах водных экосистем может существенно отличаться. Как правило, это связано с рядом факторов биотической и абиотической природы. Факторы биотической природы определяются индивидуальными физиологическими и экологическими особенностями видов, населяющих водоем. Абиотические факторы включают в себя гидродинамические и химические процессы, происходящие в разных водоемах по-разному и связанные непосредственно с погодно-климатическими и топографическими особенностями. Только рассматривая все эти факторы в совокупности можно оценить процессы, происходящие при трансформации радионуклидов в компонентах водных экосистем.

$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  отношение отражает склонность того либо иного растения к накоплению определенного радионуклида. По полученным нами данным  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  отношение для разных видов ВВР, произрастающих на водоемах ближней зоны радиоактивных выпадений, может различаться в десятки раз. В целом  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  отношение по исследуемым водоемам зоны отчуждения составило 4,5. Наименьшим значением  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  отношения (2,8) отличались водные макрофиты старицы р. Припять, наибольшим – растения Погонянского канала (5,6). В ранний послеаварийный период  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  отношение не превышало 0,17. На различных водоемах подтверждается избирательность накопления  $^{90}\text{Sr}$  рогозом узколистным, максимальная разница между поступлением  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в 40,2 раза была характерна для растений, произрастающих на Погонянском канале. В зависимости от принадлежности растений к экологической группе различий в значениях  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  отношения не обнаружено, разница в приоритете накопления того или иного радионуклида определяется в большей степени видовыми особенностями.

На текущем этапе исследований был проведен анализ флуктуации содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в мониторинговых видах макрофитов различных экологических групп, оценены прогнозные и ретроспективные аспекты развития ситуации. Существенных отклонений от установленных нами ранее зависимостей обнаружено не было. Как и предыдущие годы, на данном этапе наблюдается существенно большее (до 30 раз) накопление  $^{90}\text{Sr}$  в доминирующих видах гидробионтов оз. Персток по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$ . Водоемы другого типа (старица реки и русло бывшего мелиоративного канала), рассматриваемые нами, такой четкой зависимости не имеют.

При анализе многолетней динамики накопления радионуклидов ВВР прослеживается явная тенденция снижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в гидрофитах с течением времени, прошедшего с момента черновыльских выпадений. В отношении же  $^{90}\text{Sr}$  картина, в большинстве случаев, противоположна.

**Заключение.** Высшие гидрофиты, являясь важной составляющей водных экосистем, остаются аккумуляторами радиоактивных веществ на территории зоны отчуждения Чернобыль-

ской АЭС. Проведенные нами исследования закономерностей накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  ВВР позволили установить ряд особенностей поведения их в водоемах зоны отчуждения. Были проанализированы уровни содержания радионуклидов в ВВР, установлены коэффициенты концентрирования и  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  отношения, рассмотрены процессы сезонной и многолетней динамики. Полученные параметры накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  ВВР указывают на существенные различия в накоплении радионуклидов гидрофитами различных экологических групп. Установлена более высокая подвижность  $^{90}\text{Sr}$  по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах водных биоценозов, что подтверждается более высокими значениями  $K_k$ ,  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  отношения, темпами накопления (до 4 раз) и снижения (до 1,6 раза)  $^{90}\text{Sr}$  в течение сезона в высшей водной растительности. Проведение систематических мониторинговых наблюдений за поведением радионуклидов в гидробиоценозах зоны отчуждения позволит строить долгосрочные прогнозы и предсказывать в дальнейшем динамику развития радиоэкологической обстановки на водоемах.

## Литература

1. Радиоэкологические проблемы водных экосистем в Чернобыльской зоне отчуждения / Д.И. Гудков [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49, № 2. – С. 192–202.
2. Параметры снижения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в гидробионтах, обитающих в водоемах разного типа / Е.Н. Волкова [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49, № 2. – С. 207–211.
3. Казаков, С.В. Об оценке радиационного качества донных отложений водных объектов / С.В. Казаков, С.С. Уткин // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49, № 2. – С. 219–227.
4. Вакуловский, С.М. Динамика загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  озера Кожановское в постчернобыльский период / С.М. Вакуловский [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49, № 2. – С. 203–206.
5. Тряпицына, Г.А. Реакции биоценозов водных экосистем на хроническое радиационное воздействие : дис. ... докт. биол. наук : 03.01.01 / Г.А. Тряпицына. – М., 2011. – 225 с.
6. Куликов, Н.В. Радиоэкология пресноводных биосистем / Н.В. Куликов, М.Я. Чеботина. – Свердловск : УрО АН СССР, 1988. – 128 с.
7. Левина, С.Г.  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в высших водных растениях некоторых водоемов Восточно-Уральского радиоактивного следа: видоспецифичность концентрирования / С.Г. Левина [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т. 46, № 5. – С. 597–604.
8. Гигевич, Г.С. Высшие водные растения Беларуси: Эколого-биологическая характеристика, использование и охрана / Г.С. Гигевич, Б.П. Власов, Г.В. Вынаев. – Минск : БГУ, 2001. – 231 с.
9. Парфенов, В.И. Флора и растительность Полесского государственного радиационно-экологического заповедника / В.И. Парфенов [и др.]. – Мозырь : ООО ИД «Белый Ветер», 2002. – 112 с.
10. Лакин, Г.Ф. Биометрия: учеб. пособие для биологич. спец. вузов / Г.Ф. Лакин. – 3-е изд., перераб. и доп. – М. : Высш. школа, 1980. – 293 с.
11. Ровинский, Ф.Я. Распределение стронция-90 и некоторых других долгоживущих продуктов между компонентами непроточных водоёмов / Тр. Института прикладной геофизики. Глобальное загрязнение внешней среды радиоактивными продуктами ядерных взрывов. – М. : Гидрометеиздат, 1976. – Вып. 8. – С. 58.

Государственное природоохранное  
научно-исследовательское учреждение  
«Полесский государственный  
радиационно-экологический заповедник»

Поступила в редакцию 25.01.2016

